第 37 卷第 22 期 2017 年 11 月
生 态 学 报
ACTA ECOLOGICA SINICA
Vol.37, No.22 Nov., 2017

DOI: 10.5846/stxb201701100078
王小平,张飞,李晓航,曹灿,郭苗,陈丽华.艾比湖区域景观格局空间特征与地表水质的关联分析.生态学报,2017,37(22):7438-7452.
Wang X P, Zhang F, Li X H, Cao C, Guo M, Chen L H. Correlation analysis between the spatial characteristics of land use/cover-landscape pattern and surface-water quality in the Ebinur Lake area. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(22): 7438-7452.

艾比湖区域景观格局空间特征与地表水质的关联分析

王小平[1,2],张 飞[1,2,3,*],李晓航[1,2],曹 灿[1],郭 苗[1],陈丽华[4]
1 新疆大学资源与环境科学学院,乌鲁木齐 830046
2 新疆大学绿洲生态教育部重点实验室,乌鲁木齐 830046
3 新疆智慧城市与环境建模普通高校重点实验室,乌鲁木齐 830046
4 新疆艾比湖湿地国家级自然保护区管理局,博乐 833400

摘要:为进一步明确区域土地利用/覆被—景观格局对河流水质影响的空间尺度。选择新疆艾比湖区域为研究对象,以 25 个水质采样点为中心,建立 5 种尺度的河流缓冲区并提取不同尺度下的土地利用/覆被-景观格局数据。首先,通过主成分分析获得水环境的主要水质变量。其次,利用冗余分析(RDA)方法探讨研究区不同宽度缓冲区土地利用/覆被—景观格局对河流水质的影响,获得水质管理的有效缓冲区。最后,引入突变点分析方法进一步寻找导致水质变量沿景观梯度突变的特定位置。结果表明:(1)土地利用/覆被—景观格局在不同宽度缓冲区内对河流水质的影响不同。4 km 缓冲区土地利用/覆被—景观格局对区域水质有较强的分异解释能力,因此 4 km 缓冲区的景观格局合理配置对河流水质管理尤为重要。(2)通过偏 RDA 分析发现 4 km 缓冲区中,影响区域水质的主要环境变量为景观水平斑块密度、类型水平耕地斑块密度和森林聚集度。(3)在偏 RDA 分析的基础上,对 4 km 缓冲区内的景观指数进行突变点分析研究,发现区域景观水平斑块密度为 90—105 m/hm^2,类型水平耕地的斑块密度 ED 值在 90—110 m/hm^2、林草地的 AI 值在 70%—90%,是艾比湖区域水质保护的最佳突变值,该值为艾比湖区域水质保护的阈值。本研究从多个角度对新疆艾比区域的土地利用/覆被—景观格局对区域水质的影响进行定量分析,揭示该地区景观生态变化的规律,为区域景观格局优化和土地合理规划提供理论依据,并对改善“丝绸之路经济带”生态环境、实现资源可持续利用具有重要的现实意义和理论价值。

关键词:艾比湖;景观格局;空间尺度;水质;冗余分析;突变点分析

Correlation analysis between the spatial characteristics of land use/cover-landscape pattern and surface-water quality in the Ebinur Lake area

WANG Xiaoping[1,2], ZHANG Fei[1,2,3,*], LI Xiaohang[1,2], CAO Can[1], GUO Miao[1], CHEN Lihua[4]
1 *College of Resources and Environment Science, Xinjiang University, Urumqi 830046, China*
2 *Key Laboratory of Oasis Ecology Ministry of Education, Xinjiang University, Urumqi 830046, China*
3 *Key Laboratory of Xinjiang Wisdom City and Environment Modeling, Urumqi 830046, China*
4 *Area Management Bureau of Ebinur Lake Wetland Natural Reserve, Bole 833400, China*

Abstract: To understand the effect of land use/cover—landscape on water quality, this study selected the Xinjiang Ebinur Lake region as the study area. We took 25 water sampling points to build five buffer zones, and combined land use/cover types with water—quality monitoring data, selected land—use types, and landscape index (landscape level) to monitor water quality. We tried to study the effects of a wide range of buffer land use/cover—landscape patterns on water quality indexes using the redundancy analysis method. Subsequently, we analyzed the specific location of the water-quality variables

基金项目:国家自然科学基金项目(41361045,41130531);国家自然科学基金-新疆联合基金(U1503302);新疆维吾尔自治区研究生教育改革创新项目(XJGRI2016014);2016 年新疆大学大学生创新训练计划重点项目(201610755057)资助

收稿日期:2017-01-10; **网络出版日期**:2017-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhangfei3s@163.com

along the landscape gradient using the change-point analysis method. The results indicated: (1) the landscape pattern has different effects on the river—water quality indexes in different buffer zones. A 4 km buffer of land use/cover landscape pattern seems to be a threshold for differentiating the regional water quality. (2) The major environmental variables affecting the water quality of the lake area are the patch density, the patch density, and the degree of aggregation in a buffer of 4 km. (3) When the edge density (ED), of cultivation was 90—105 m/hm^2, and the aggregation of forest and grassland index of water was 70%—90%, and the water quality in this region appeared to be better protected. This study performed the quantitative analysis of the land use/landscape pattern changes from multiple perspectives in the Ebinur Lake area, revealing the main regularities of the landscape ecology variation in the region. This study provides the theoretical basis for the optimization of regional landscape pattern and reasonable land planning. It improves the "Silk Road Economic—One Belt and One Road" initiative of the ecological environment and sustainable utilization of resources in the Ebinur Lake area in Xinjiang.

Key Words: Ebinur Lake; landscape pattern; spatial scale; water quality; redundancy analysis; change-point analysis

景观格局与生态过程关系的研究一直是景观生态学研究的热点论题[1]。伴随着区域经济的发展,景观格局在多种尺度上均发生了显著变化[2-3]。区域景观格局变化能够引起水文条件的空间差异,进而成为影响区域水质空间分异的重要因素。

区域水质是多尺度环境因子的综合反映,但区域土地利用/覆被—景观格局的变化被认为是影响区域水环境质量的主要原因[4]。因为水质受到各种自然和人为因素综合作用,这些因素包括降雨、土壤类型、地质、地形、城市化以及工农业活动等,这些因素的影响可以看作更大尺度的土地利用进程的一部分[5]。所以,区域内土地利用可以影响该区域的生态功能、入河污染物的排放量和河流水质安全[6]。空间尺度的差异所引起的景观与水质关系的变化,是研究面临的挑战性的问题,河岸的不同尺度内土地利用/覆被—景观格局空间特征的变化是导致水质恶化的主要因子。原则上讲,距离河道越近的景观斑块对河流水质的影响远大于远离河道的景观斑块,但是整个流域往往能反映更为全面的信息,特别是当污染物与流域的水文条件密切相关的情况下,哪个尺度能更好地反映水质变化情况有待深入研究。

近年来,单纯的水质监测评价和点源污染控制管理措施已不能满足解决经济发展带来的水环境恶化问题,与非点源污染控制密切相关的区域景观格局与水质的相关关系进一步成为国内外研究的热点[7]。对于景观格局与区域水质空间耦合关系的研究主要有景观组成属性,即土地利用类型百分比与区域水质之间的关系[8];景观空间结构,即应用景观指数研究不同土地利用方式的布局特点与水质间的关系[9-10];不同景观空间尺度,涉及区域、河岸带等尺度景观格局对水质的影响[11-13]。如孙金华等[14-15]研究表明,河流水质与区域内耕地、建设用地以及林草地面积所占比例有很大关联;针对潮河区域非点源污染过程的研究[16]显示,边界密度(Edge density, ED)、香农多样性指数(Shannon′s diversity index, SHDI)、聚集度指数(Aggregation index, AI)和蔓延度指数(Contagion index, CONTAG)是影响该区域非点源污染过程的主要变量;韩黎阳等[17]发现,三峡库区内不同土地利用类型导致的景观破碎化程度能较好地解释河流水质指标的变异;Shen 等[18]认为,北运河区域内水质与景观组成和景观格局间存在密切关系,其中景观格局的影响更为明显;Beckert 等[19]认为,不同土地利用类型对非点源污染负荷的相关性不同,尤其是耕地对 TN 的影响尤为显著。景观格局对区域水文过程和区域水质的重要性已被充分证实,景观格局对河流水质的影响过程非常复杂并且带有地域性特征。

随着我国“一带一路”战略的提出,新疆经济迅速发展,艾比湖区域位于中哈边境,区域土地利用/覆被—景观格局变化剧烈,水质问题日渐凸显。本研究综合应用 3S 技术、冗余分析(Redundancy analysis, RDA)和突变点分析方法明确土地利用/覆被—景观格局与水质指标之间的相关关系,描述各景观指数在区域不同地理空间内土地利用/覆被—景观格局组合对水质指标的影响和贡献,以期明确区域水质管理的有效河岸缓冲

区和区域土地利用/覆被类型、景观要素空间最佳分布及其最优的配置关系,为干旱区水质管理和土地利用规划、景观合理配置提供科学的认识。

1 研究区概况

艾比湖区域位于中哈边境,79°50′—85°10′E,43°38′—45°52′N,是“一带一路”战略的核心区。常年来在气候条件和人类活动的共同影响下,土壤盐渍化、水土流失严重。区域内西、南、北三面环山,中间为谷地平原,东部有尾闾湖,区域面积 56021 km^2。区域地处亚欧大陆腹地,远离海洋,降水稀少,蒸发量大,光热充足,属典型的温带大陆性气候。艾比湖区域包括东南西北 4 个河区:东边为奎屯河区,南边为精河区,西边为博尔塔拉河区,北边为托里小河区[20-21]。艾比湖区域地质构造线的发育方向因受纬向构造控制,区域岩性基本一致,气温随纬度变化较小,南北之间差异不大。研究区主要包括精河绿洲和博乐绿洲,区域地势起伏小。区域以农业经济为主,土地利用/覆被结构单一[22]。从 20 世纪 90 年代以来,艾比湖由于入湖水量的减少,湖面急剧干缩,湖水水面曾缩至不足 500km^2,水位下降了 2—3m。近年来随着艾比湖区域经济的发展,艾比湖区域的水环境质量受到严重影响,地表水的水质较差[23]。研究区示意图见图 1。

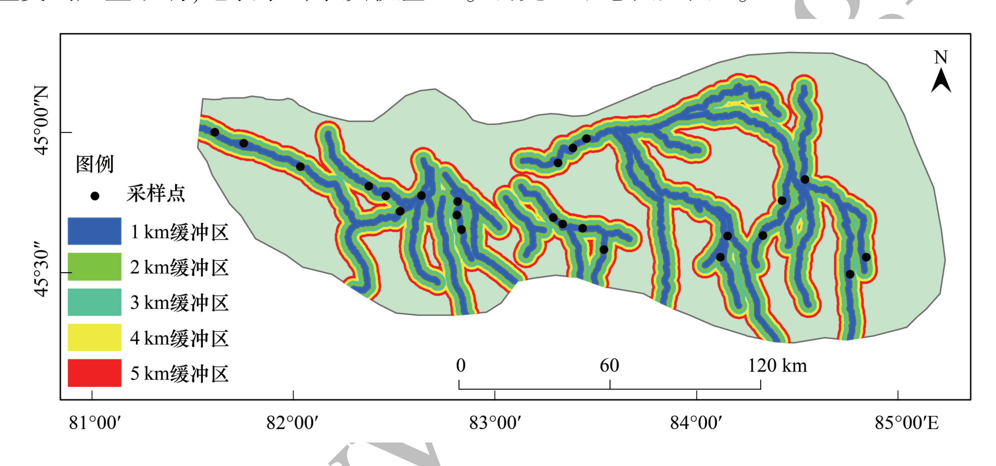


图 1 艾比湖区域地理位置

Fig.1 The location of Ebinur Lake Watershed

2 研究方法及数据获取

2.1 水样信息的采集

2015 年 5 月共采集 25 个水样(图 1)。采样点的确定主要以“下垫面的一致性和采样点的代表性”为原则。每个采样点分别采集表层(0.5m 处)水样,于预先处理过的白色聚乙烯塑料瓶中,同时记录采样点环境。采样路线按照地表水沿河采样:大河沿子河(采样点 P12、P13);精河沿线(采样点 P9、P10、P11);博河沿线(采样点 P14、P15、P16、P17、P18);奎屯河及其南部小河沿线干支流(采样点 P6、P7、P8、P19、P20、P21、P22、P23、P24、P25);阿克奇苏河沿线(采样点 P1、P2、P3、P4、P5)。

将采集的水样装箱,使用冷藏法保存水样,减慢物理作用和化学作用的速度,尽快运回实验室进行数据测定[24]。样品测试的项目主要有悬浮固体颗粒物(Suspended solids, SS)、浊度(Turbidity)、色度(Chroma)、化学需氧量(Chemical oxygen demand, COD)、五日生化需氧量(Five days biochemical oxygen demand, BOD_5)、总氮(Total nitrogen, TN)、总磷(Total phosphorus, TP)、总溶解性固体(Total dissolved solids, TDS)、电导率(Electrical conductivity, EC)、溶解氧(Dissolved oxygen, DO)、氨氮(Ammonia nitrogen, NH_3^+-N)、pH 值 12 个监测指标,样品分析方法按文献[25]进行。

2.2 不同缓冲区景观指数的获取

以 2015 年 Landsat OLI 数据为基础数据源,在 ENVI 5.1 环境下进行人工目视解译,获得 2015 年艾比湖区

域的土地利用/覆被图。参照全国土地利用/覆被分类方法,结合当地的实际情况,将研究区的景观类型分为耕地、林草地、水域、盐渍地、沙地、裸露湖床和未利用地 7 种类型,在遥感解译的过程中,结合多次实地调查和数据纠正,解译精度达 80%以上,Kappa 系数为 0.799。

在缓冲区划分时,结合前人研究结果[15-16]和艾比湖区域的现状,在 ArcGIS 10.2 中以 25 个水质采样点为中心分别建立 1、2、3、4、5 km 的缓冲区,由于该区域属于干旱区绿洲农业区,小范围内土地利用/覆被—景观变化程度不是非常剧烈,因此,本研究在缓冲区划分时以千米为尺度。而景观指数能够高度浓缩景观格局信息[26],是景观生态学中广泛使用的定量研究方法。在排除与区域面积相关性较高(相关系数 $r > 0.85$)指数的基础上[27],本研究从数量/面积、形状/聚散性以及多样性等方面考虑,在景观类型水平上(Class—level)选择了 4 个指数分别为景观类型百分比、斑块密度、边界密度和斑块聚集度,在景观格局水平上选择了 9 个指数分别是斑块密度、景观形状指数、边界密度、蔓延度指数、最大斑块指数、Shannon 多样性指数、分维数、斑块连接度和散布于并列指数。景观指数的计算利用软件 Fragstats3.3 进行。

2.3　数据的统计与处理

采用 CANOCO 4.5 软件对各样点不同水质指标进行降趋势对应分析(Detrended Correspondence Analysis, DCA)后发现,水质指标数据的梯度值为 1.96,小于 4,故选择冗余分析[28]。

基于 RDA 分析的结果进行突变点分析,突变点分析进一步研究导致水质变量沿景观横向梯度突变的关键值区间。采用非参数方法来估计突变点,用 Bootstrap(自举法)方法来量化突变点具体位置。让景观指标 $X_1, X_2, \cdots\cdots X_n$ 按升序排列和 $Y_1, Y_2, \cdots\cdots Y_n$ 是相应的水质指标变量。方差均匀性的量度可以使用以下公式来计算[29]:

$$D = \sum_{1}^{n} (y_k - u)^2 \quad (1)$$

式中,D 是偏差,n 是样本数量,u 是 n 个 Y_k 的平均值,Y_k 是水质指标变量值。把突变点作为分界点,将样本分成两个不同的、不具有显著趋势性变化的随机样本,从而对比分析两个随机样本的各自特征及其之间差异。因此,对于每个突变点,都有一个有一个偏差:

$$\Delta_i = D - (D_{\leq i} + D_{>i}) \quad (2)$$

式中,D 是整个数集 $Y_1, Y_2, Y_3, \ldots\ldots Y_n$ 的偏差,$D_{\leqslant i}$ 和 $D_{>i}$ 分别为两列样本的偏差,$i = 1,2,3,\cdots\cdots n$。Δ_i 是突变点 r 在 i 处的值。

Bootstrap 方法是非参数统计中一种重要的估计统计量方差进行区间估计的统计方法,也称为自助法[29]。步骤如下:(1)采用重抽样技术从原始样本中抽取一定数量(x)的样本,此过程允许重复抽样。(2)根据抽出的样本计算给定的统计量 T。(3)重复上述 N 次(本研究选择 1000),得到 N 个统计量 T。(4)计算上述 N 个统计量 T 的样本方差,得到统计量的方差。

3　结果与分析

3.1　不同尺度缓冲区土地利用/覆被统计分析

以 25 个采样点为中心,不同宽度缓冲区土地利用/覆被类型面积比例的常规统计分析结果见图 2。缓冲区的土地利用/覆被类型以耕地为主。随采样点缓冲区宽度的增加,耕地面积比例平均值呈增加趋势,水体和林地面积比例平均值呈减小趋势。

(1)缓冲区宽度 1 km 内,阿克奇苏河沿线采样点 P1、P2、P3、P4、P5,土地利用/覆被类型以林草地为主(图 2),耕地及其他土地利用面积所占比例较小,但 5 号采样点除外,该样点耕地面积达到 76.45%。大河沿子河的采样点 P12 和 P13 林草地面积分别占 15.99%和 8.40%,林草地面积比较低,耕地面积分别占 59.16%、76.07%、耕地面积比较高;精河的采样点 P9、P10、P11 林草地面积分别占 4.01%、6.92%、0,林草地面积比较低。耕地面积分别占 72.44%、83.11%、72.44%,耕地面积比例比较高,采样点缓冲区内其他土地利用/覆被类型所占比例均比较小;博河的采样点 P14、P15、P16、P17 和 P18 林草地面积分别占 16.98%、24.05%、12.33%、7.51%、7.51%林草地面积比较低,耕地面积分别占 61.61%、68.83%、45.96%、76.52%、6.52%耕地面积比较高,

耕地均位于河流两侧;奎屯河及其南部小河沿线干支流的采样点 P6、P7、P8、P19、P20、P21、P22、P23、P24、P25,其中 P6、P7 和 P8 为于艾比湖自然保护区。P19、P20、P21、P22、P23、P24 和 P25 采样的耕地面积的比例均超过 60.00%,耕地面积较高,林草地和其他土地利用类型所占比例均较小。

(2)缓冲区宽度 2 km—5 km 内,土地利用/覆被面积变化呈现一致趋势。阿克奇苏河的采样点 P1、P2、P3、P4 和 P5 以及奎屯河采样点 P6、P7 和 P8 的林草地面积比例逐渐增加,耕地及其他土地利用面积所占比例逐渐减小;在 5 km 缓冲区内大河沿子河的采样点 P12 和 P13 耕地面积所占比例分别为占 58.52% 和 81.59%,耕地面积比较低,林草地面积分别占 12.05% 和 6.02%,林草地面积比例较低;说明该区域人为干扰程度较为严重,水质状况和栖息地质量状况也较差。精河的样点 P9、P10 和 P11 林草地地面积分别占 7.29%、5.19% 和 5.26%,高于其他 4 个缓冲区,该区域的林草地主要位于河道的边缘,林草地面积所占比例较低。耕地面积分别占 72.44%、83.11% 和 72.45%,耕地面积所占比例较高,这些采样点缓冲区内其他土地利用类型所占比例均比较小;博河的采样点 P14、P15、P16、P17、P18 和奎屯河及其南部小河沿线干支流的采样点 P6、P7、P8、P19、P20、P21、P22、P23、P24、P25 随着缓冲区的扩大,耕地面积所占比例逐渐增加,林草地面积所占比例减少,未利用地所占面积逐渐扩大。

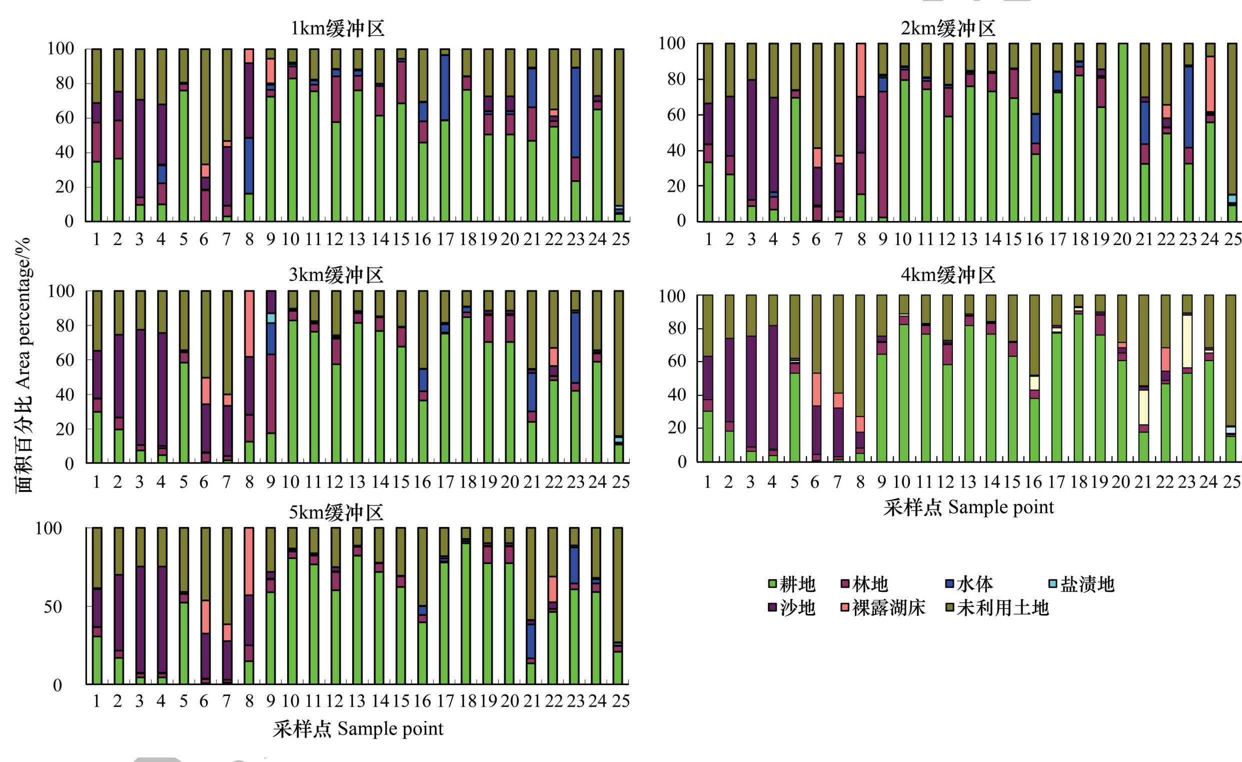


图 2 缓冲区内土地利用类型统计

Fig.2 Statistics of land use type in the buffer zone

3.2 景观指数统计分析

3.2.1 景观水平

在 5 个不同尺度的缓冲区内景观格局分析结果如图 3 所示。LPI 值反映人类活动的方向和强弱。LPI 在 5 个缓冲区中最大值,最小值、均值、第三分位和第四分位数比较平衡,但是极小值出现在 5 km 缓冲区内,极大值出现在 1 km 缓冲区之内,从平均值来看 4 km、5 km 缓冲区的斑块面积比较均匀。说明 5 个缓冲区内人类活动的强弱平衡。ED 值反映景观中异质性斑块之间物质和能量交换的潜力及相互影响的强度,最大值位于 1 km 缓冲区之内,因此 1 km 缓冲区内的斑块边界数量最多,景观中异质性斑块之间物质、能量和物种交换的潜力及相互影响的强度在 1 km 缓冲区内最大。

PD、CONTAG、IJI 和 SHDI 的差异,代表景观破碎化,COHESION、CONTAG 和 IJI 的最大值,最小值、均值、

第三分位和第四分位数在 3 km 缓冲区中相对较小,在 1 km 缓冲区中相对较大,说明在 3 km 缓冲区中散布分布的斑块较复杂,破碎度高,在 1 km 缓冲区中有较大面积的斑块聚集分布,说明景观中的优势斑块类型在 1 km 中具有良好的连接性。PD 值越大,则破碎化程度越高;1 km 缓冲区 PD 的最大值,最小值、均值、第三分位和第四分位数的值最大,5 km 的值最小;则景观破碎度 1 km 最高,5 km 的值最小,则景观破碎度最低;SHDI 反映景观异质性,特别对景观中各拼块类型非均衡分布状况较为敏感。在 5 个缓冲区之中 SHDI 的最大值,最小值、均值、第三分位和第四分位数的最小值都出现在 4 km 缓冲区中,因此 4 km 的空间异质性最低,土地利用丰度低。

LSI 和 PAFRAC 反映了斑块的形状。PAFRAC 值从 1 km 缓冲区到 5 km 缓冲区逐渐增大,在 5 km 缓冲区之内达到最大值,表示在 5 km 缓冲内景观或景观形状的复杂程度和人类对景观的干扰程度最强。LSI 的值越大,斑块形状越复杂。在 5 个缓冲区之中 LSI 的最大值,最小值、均值、第三分位和第四分位数的最小值都出现在 1 km 缓冲区中,最大值出现在 4 km 缓冲区和 5 km 缓冲区中,说明 4 km、5 km 缓冲区中斑块形状更复杂,1 km 缓冲区内景观的复杂性较低。

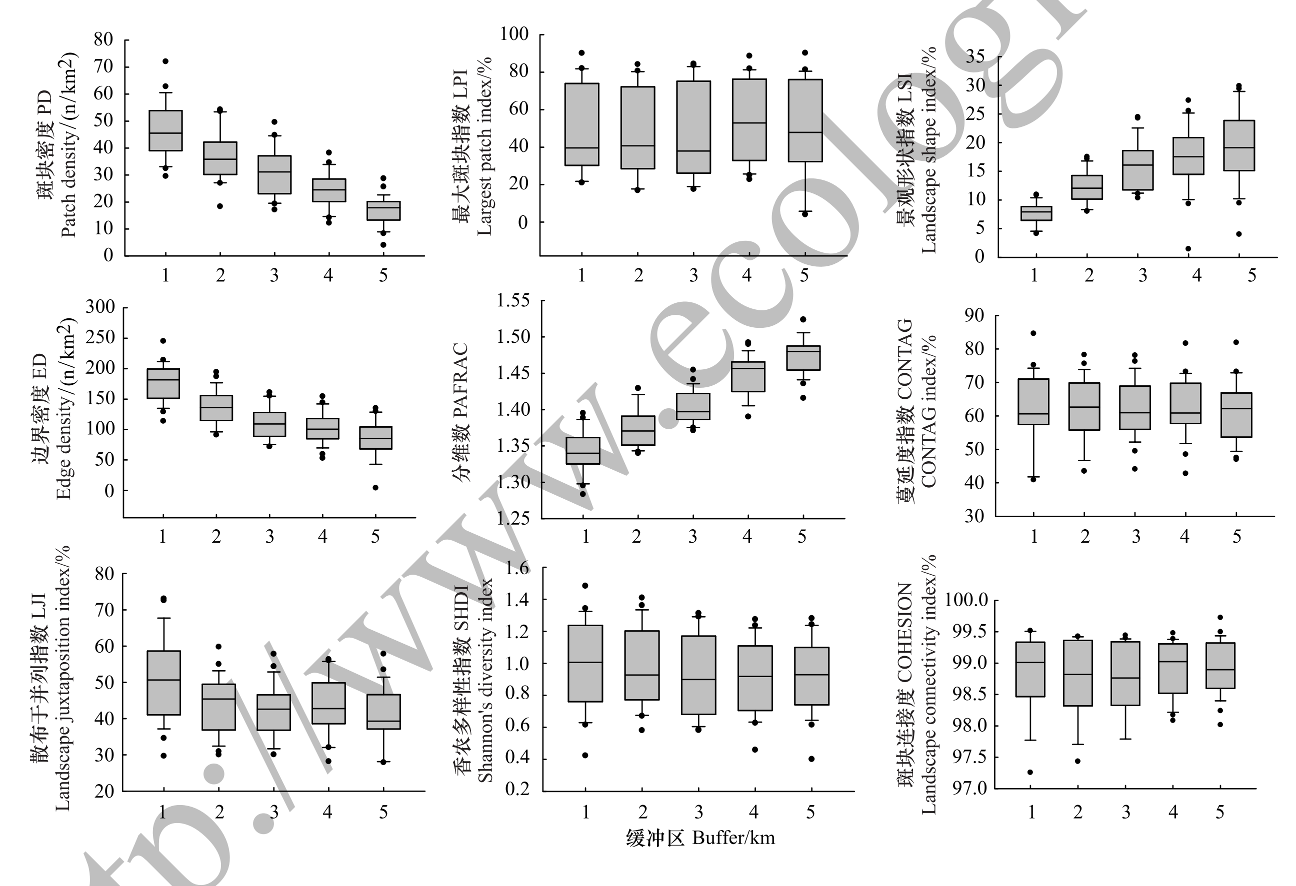


图 3　不同缓冲区内景观水平指数统计

Fig.3　Statistics of land landscape pattern index with different buffer

PD:斑块密度,Patch density;LPI:最大斑块指数,Largest patch index;LSI:景观形状指数,Landscape Shape Index;ED:边界密度,Edge density;PAFRAC:分维数;CONTAG:蔓延度指数,CONTAG index;LJI:散布于并列指数,Landscape juxtaposition index;SHDI:Shannon 多样性指数,Shannon's diversity index;COHESION:斑块连接度,Landscape connectivity index

3.2.2　类型水平

本研究在类型水平上选择了 Pland、PD、ED、AI 景观指数。Pland 指数度量的景观的组分,PD、ED 反映的是土地利用/覆被—景观格局的破碎度和复杂程度,景观破碎度高,异质性强,区域水质污染的风险越高。

在 5 个不同缓冲区内,类型水平上景观格局差异如图 4 所示。林草地的 ED、林草地的 PD、沙地的 PD、盐渍地的 ED、盐渍地的 PD、耕地的 ED 和耕地的 PD 在 5 个缓冲区之内最大值,最小值、均值、第三分位和第四

分位数表现出一致性,各值在 1 km 缓冲区最大,5 km 缓冲区最小。林草地、盐渍地、耕地的 AI 与 PD 和 ED 相反,沙地的 AI 在 5 个缓冲区之内最大值,最小值、均值、第三分位和第四分位数的最小值出现在 4 km 缓冲区,因此 4 km 缓冲区的景观聚集度低。耕地的 Pland 值较平衡,因为耕地受人类作用巨大,且耕地内部植物均匀,所以各缓冲区内的生物多样性、优势种和数量等生态系统指标也没有特别的变化;林草地的 PLAND 值的最大值和最小值均出现在 1 km 缓冲区之内,第四分位数、第三分位数和中位数的最大值均出现在 1 km 缓冲区,因为林草地的生物多样性复杂、物种数量居多。盐渍地的 Pland 和水体的 Pland 值在 5 个缓冲区之内最大值、均值、第三分位和第四分位数的最大值均出现 1 km 缓冲区之内,而水体的斑块在 5 个缓冲区之内最小值大致相同,5 个缓冲区之内最大值、均值、第三分位和第四分位数的最小值均出现 4 km 缓冲区之内;沙地的 Pland 值在 5 个缓冲区之内最大值、均值、第三分位和第四分位数的最大值均出现 1 km 缓冲区之内,最小值出现在 2 km 缓冲区。因此,根据反映景观破碎度的 PD、ED 以及反映聚集度 AI 等指数显示,艾比湖区域河道两侧的景观破碎度均高,即人为因子对区域生态环境的影响较为明显。

3.3 艾比湖区域水质指标主成分识别

由表 1 可得:第 1 主成分特征值为 3.36,解释了总环境变量的 37.34%,对第 1 主成分贡献较大的因子有 TDS、COD。第 2 主成分特征值为 2.31,解释了总环境变量的 63.23%,对第 2 主成分贡献较大的因子有 TP,主要是磷污染物。第 3 主成分特征值为 1.06,解释了总环境变量的 75.10%,对第 3 主成分贡献较大的因子有 TN,以有机污染为主。第 4 主成分特征值为 0.83,解释了总环境变量的 8.40%,对第 4 主成分贡献较大的因子有 DO。因此,选择 COD、TP、TN、DO 和 TDS 值作为水环境主要因子作进一步分析。

表 1 水环境质量指标的因子转置负荷值

Table 1 Rotated component matrix of water quality factors

指标 Index	主成分 Principal component				
	1	2	3	4	5
化学需氧量 Chemical oxygen demand,COD	0.88	−0.10	0.17	−0.34	−0.06
五日生化需氧量 Five days biochemical oxygen demand,BOD_5	0.72	−0.16	0.10	0.15	0.58
悬浮固体颗粒物 Suspended solids, SS	−0.07	0.74	0.52	0.19	0.09
总磷 Total phosphorus, TP	0.06	0.87	0.28	0.01	0.12
总氮 Total nitrogen, TN	−0.44	0.42	−0.61	−0.15	0.39
氨氮 Ammonia nitrogen, NH_3^+-N	0.30	0.74	−0.30	0.24	−0.34
溶解氧 Dissolved oxygen, DO	0.56	−0.28	−0.21	0.70	−0.01
总溶解性固体 Total dissolved solids, TDS	0.92	0.03	0.03	−0.21	−0.08
pH	−0.72	−0.41	0.41	0.18	0.01
浊度 Turbidity	−0.21	0.10	0.07	−0.03	−2.5
色度 Chroma	0.45	−0.30	0.10	−0.25	0.37

3.4 不同空间尺度下土地利用/覆被—景观格与地表水水质指标的关联分析

3.4.1 不同缓冲区土地利用面积—景观指数与水质指标关系 RDA 分析

为了更加全面反映不同缓冲区土地利用/覆被—景观指数对区域水质指标的影响,本研究以 25 个监测点的水质指标数据与土地利用面积—景观指数变量为样本,对其进行冗余分析。根据 RDA 分析(表 2),在多个缓冲区所选景观指数和整个区域尺度可解释水质空间变化的 50%以上,并且前两个纵坐标轴占所有轴总解释量的 90%以上。与景观格局的区域特征相比,缓冲区内的景观因素能更有效地解释了水质的变化。且土地利用与区域景观水平和类型水平上表现出一致性,在 1 km 的缓冲区内,土地利用/覆被—景观指数可解释的水质变量为 51.50%、51.70%、50.60%,而缓冲范围增加到 4 km 缓冲区时总解释能力仅增加 1.10%、0.90%、0.50%,而在 5 km 缓冲区是土地利用/覆被—景观格局对水质的解释能力出现降低趋势。因此,4 km 缓冲被确定为不同缓冲区范围区内对水质的影响解释变异最大的区域。土地利用/覆被—景观格局对区域水质指标

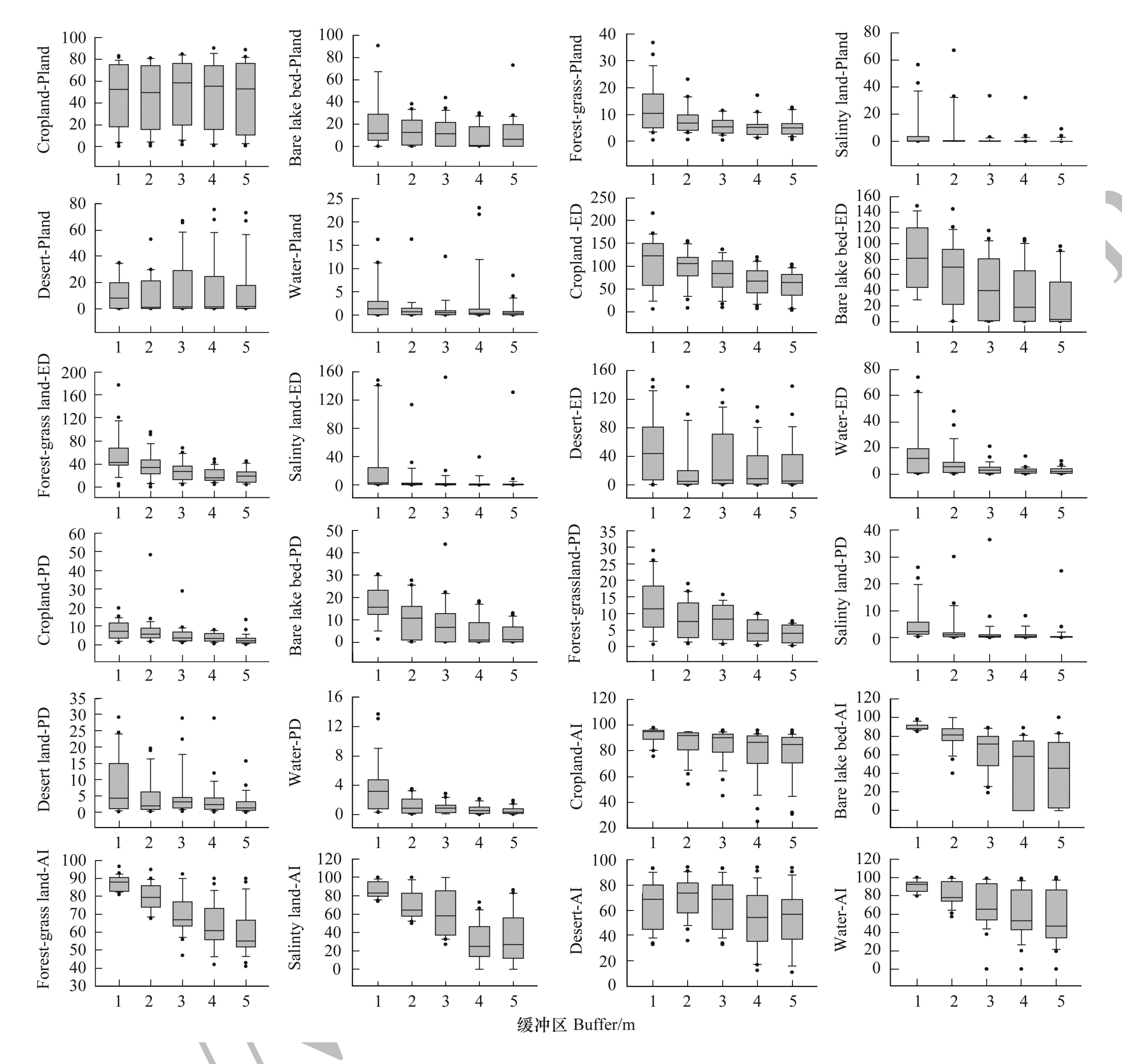


图 4　不同缓冲区景观类型水平指数统计

Fig.4　Statistics of class landscape pattern index with different buffer

PD:Cropland—耕地斑块密度,Cropland—Patch density;Forest grass land—PD:林地斑块密度,Forest—grass land—Patch density;Water—PD:水体斑块密度,Water—Patch density;Salinity land—PD:盐渍地斑块密度,Salinity land—Patch density;Desert—PD:沙漠斑块密度,Desert Patch density;Bare lake bed—PD:裸露湖床斑块密度,Bare lake bed Patch density;Cropland—ED:耕地斑块边缘密度,Cropland—Edge density;Forest grass land—ED:林地斑块边缘密度,Forest grass land—Edge density;Water—ED:水体斑块边缘密度,Water—Edge density;Salinity land—ED:盐渍地斑块边缘密度,Salinity land —Edge density;Desert—ED:沙漠斑块边缘密度,Desert Edge density;Bare lake bed—ED:裸露湖床斑块边缘密度,Bare lake bed Edge density;Cropland—AI:耕地聚集度,Cropland Aggregation index;Forest grass land—AI:林地聚集度,Forest grass land—Aggregation index;Water—AI:水体斑块聚集度,Water—Aggregation index;Salinity land—AI:盐渍地斑块聚集度,Salinity land—Aggregation index;Desert—AI:沙漠斑块聚集度,Desert Aggregation index;Bare lake bed—AI:裸露湖床斑块聚集度,Bare lake bed Aggregation index;Cropland—Pland:耕地景观类型百分比;Forest grass land—Pland:林地景观类型百分比;Water—Pland:水体景观类型百分比;Salinity land—Pland:盐渍地景观类型百分比;Desert—Pland:沙漠景观类型百分比;Bare lake bed—Pland:裸露湖床景观类型百分比

影响如表 2 所示:5 个缓冲区的景观指数特征在第 1 轴、第 2 轴的解释量分别达到最大值,累计解释土地利用特征信息量最大,对土地利用/覆被—景观格局特征和水质指标关系的累计解释量高达 89.00%以上,由此可知前两轴能够很好地反映土地利用面积特征变异—景观格局和水质指标的关系,且主要是由第 1 轴决定。在

4 km 缓冲区时解释能力达到最佳,因此,4 km 缓冲区是艾比湖区域水质管理的有效缓冲区。

表 2 土地利用/覆被面积比例—景观指数与水质指标关系 RDA 分析排序轴特征值及总解释变异

Table 2 The relationship between land use/cover and water quality analysis area proportion RDA axis eigenvalues and total variance explained

数据源 Data sources	尺度/km Scale	1 km 缓冲区 1 km buffer		2 km 缓冲区 2 km buffer		3 km 缓冲区 3 km buffer		4 km 缓冲区 4 km buffer		5 km 缓冲区 5 km buffer	
		1 轴 Axis	2 轴 Axis	1 轴 Axis	2 轴 Axis	1 轴 Axis	2 轴 Axis	1 轴 Axis	2 轴 Axis	1 轴 Axis	2 轴 Axis
土地利用/覆被	面积特征解释量/%	51.50	21.70	48.20	19.40	48.80	18.10	52.60	17.60	51.20	15.20
Land use/cover	水质指标与土地利用面积相关性	0.92	0.82	0.99	0.85	0.94	0.87	0.95	0.89	0.96	0.81
	典型特征值	0.97	0.90	0.91	0.92	0.91					
景观水平	景观特征解释量/%	51.70	26.40	51.90	22.80	52.30	28.90	52.60	27.90	51.60	26.90
Landscape level	水质指标与景观相关性	0.99	0.90	0.99	0.84	0.99	0.85	0.98	0.91	0.93	0.91
	典型特征值	0.92	0.90	0.96	0.94	0.94					
类型水平	景观特征解释量/%	50.60	18.60	38.50	17.70	38.60	20.40	51.10	14.90	49.60	14.80
Patch type level	水质指标与景观相关性	0.99	0.96	0.93	0.85	0.97	0.95	0.95	0.89	0.99	0.91
	典型特征值	0.92	0.91	0.90	0.92	0.91					

3.4.2 4 km 缓冲区主要环境变量的选取

RDA 分析结果能识别影响水质空间分异的主要景观因子,但却难以从整体上区分景观数量组成变量和景观空间格局变量对水质空间分异影响的大小。采用偏 RDA 分析方法辨析不同尺度下景观数量组成和景观空间格局对水质空间分异的解释能力(表 3)。表 3 显示的主导景观变量组在每个空间尺度最大的解释能力。所选景观变量的累积解释能力介于 51.30%—76.60%,可以解释变异的 1.20%—51.30%。耕地的面积、AI、和 ED 被确定为在 4 km 尺度最重要的变量。

表 3 不同尺度下景观变量对水质空间分异解释能力的分解与比较

Table 3 Contributions of landscape variables to spatial variation of water quality relative to space scale

空间尺度 Spatial scale	变量类型 Variable type	主要环境变量 Major environmental variables	累积解释变量/% Cumulative explanatory variable	变异解释/% Variation interpretation	占总变异解释比例/% Percentage of total variance explained
4 km 缓冲区	类型水平	Cropland-ED	51.30	51.30	51.30
4 km buffer zone		Cropland-PD	71.70	2.80	2.80
		Forest grass land-AI	68.90	5.40	5.40
		Water-PD	74.10	2.40	2.40
		Cropland-AI	76.10	1.90	1.90
	景观水平	ED	63.40	12.10	12.10
		SHDI	76.60	0.50	0.50

Cropland—PD:耕地斑块密度,Cropland—Patch density;Cropland—ED:耕地斑块边缘密度,Cropland—Edge density;Forest grass land—AI:林地聚集度,Forest grass land—Aggregation index;Water—PD:水体斑块密度,Water—Patch density;Cropland—AI:耕地聚集度,Cropland Aggregation index;ED:边界密度,Edge density;Shannon's diversity index

本研究为探讨景观变量对水质变化的解释能力,进行的 RDA 排序分析,在排序图(图 5)中,当各景观指标箭头与水质指标箭头之间夹角小于 90 度,两者关系为正相关,大于 90 度为负相关,等于 90 度则不存在相关性,另外,在排序图中,土地利用/覆被—景观指数用黑色实线表示,水环境因子用灰色虚线箭头连线表示;箭头的长短表示土地利用面积特征与区域水质指标关系的大小,箭头连线越长相关性越大,反之,则越小;箭头之间的夹角表示相关性的大小,夹角越小,相关性越大。从图 5 可以得出,地表水的 DO 含量与 Forest grass land—AI、Forest grass land—ED 呈显著正相关,相关性依次为 Forest grass land—AI > Forest grass land—ED,与 Cropland 的面积、Cropland—ED、Cropland—PD 呈显著负相关。地表水的 TP 和 TN 含量与盐渍地、耕地的面积

呈显著正相关,与林草地的面积呈著负相关,地表水的 TDS 含量与 Cropland—PD 成正相关,与其他主环境变量为负相关。

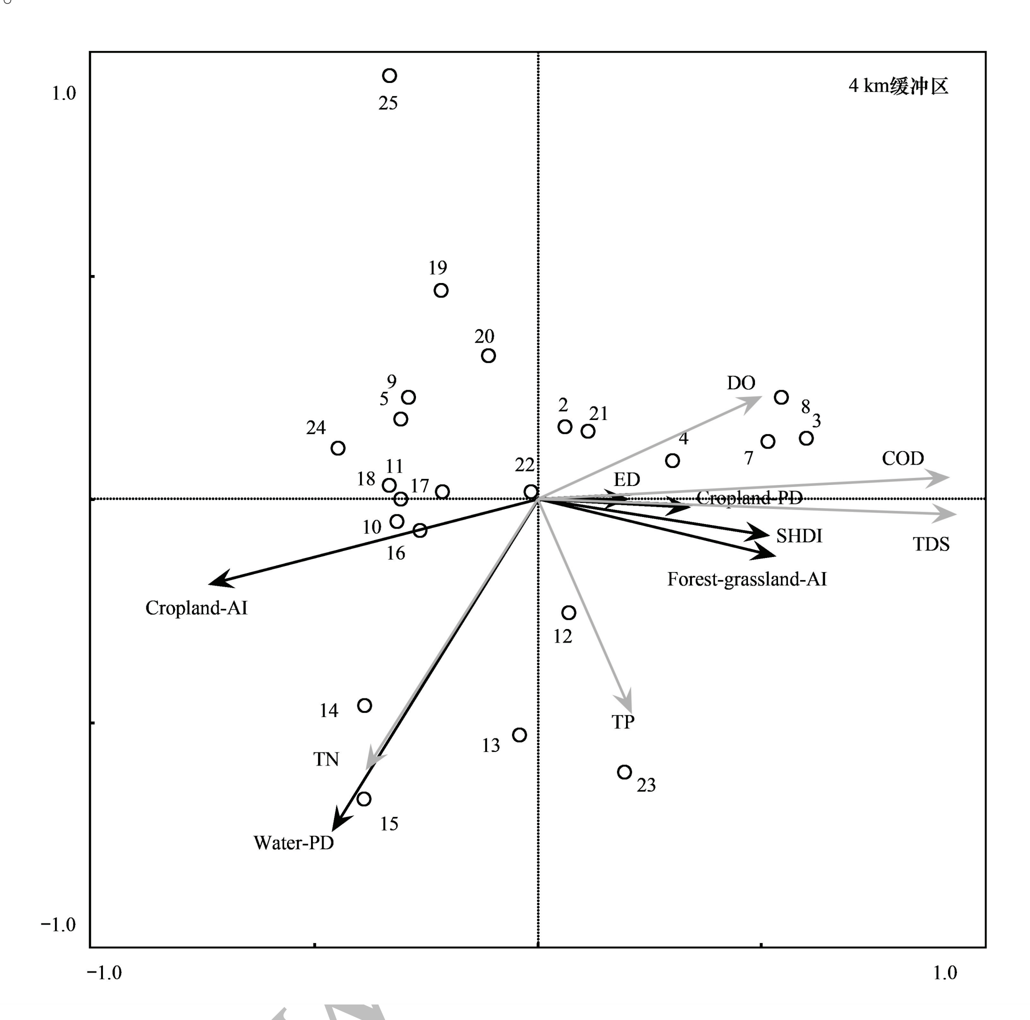


图 5　景观指数与水质指标关系的冗余分析排序图

Fig.5　The relationship between redundancy index of the water quality and landscape analysis ordination diagram

Cropland—PD:耕地斑块密度,Cropland—Patch density;Cropland—ED:耕地斑块边缘密度,Cropland—Edge density;Forest grass land—AI:林地聚集度, Forest grass land—Aggregation index; Water—PD: 水体斑块密度, Water—Patch density; Cropland—AI: 耕地聚集度, Cropland Aggregation index;ED:边界密度,Edge density;Shannon′s diversity index

3.5　4 km 宽度缓冲区突变点分析

基于以上偏 RDA 分析结果,4 km 缓冲区景观格局对水质的影响较为明显,对水质的解释能力最佳。因此,需进一步研究 4 km 缓冲区内景观格局空间配置对水质的影响。4 km 缓冲区中景观水平 ED,类型水平耕地的 ED 和林草的 AI 在景观空间变化中具有显著影响且占主导地位的景观变量,因此需进一步研究这 3 个景观变量与区域水质变化响应关系。图 6-图 8 分别显示水质突变值与区域景观水平 ED 值,类型水平上耕地的 ED 值和林草的 AI 值得关键区间值。

如图 6 所示,区域景观指数 ED 的关键区间值在 100—110 m/hm^{2}时,水体的 COD、TP、TN 和 TDS 的浓度相对于其它区间变化较大。因此,在该值区间水质变量发生突变的可能性高于其它值区间,在该值区间环境对水质的累计解释率为 75%,当超过该值区间时环境的累计解释达到了 90%。图 7 表示的是林草地的 AI 的关键区间值在 70%—90%间,当 AI 值超过了该值区间时,水质指标出现突变,且累积频率超过 90%。如图 8 所示,耕地的 ED 的关键区间值范围为 95—105 m/hm^2,COD、TP、TN 和 TDS 的浓度发生突变的可能性高于其它值区间。因此,水质急剧变化的累积频率超过 90 m/hm^2,接近 110 m/hm^{2}时区域水质改善的累计频率

为 100%。

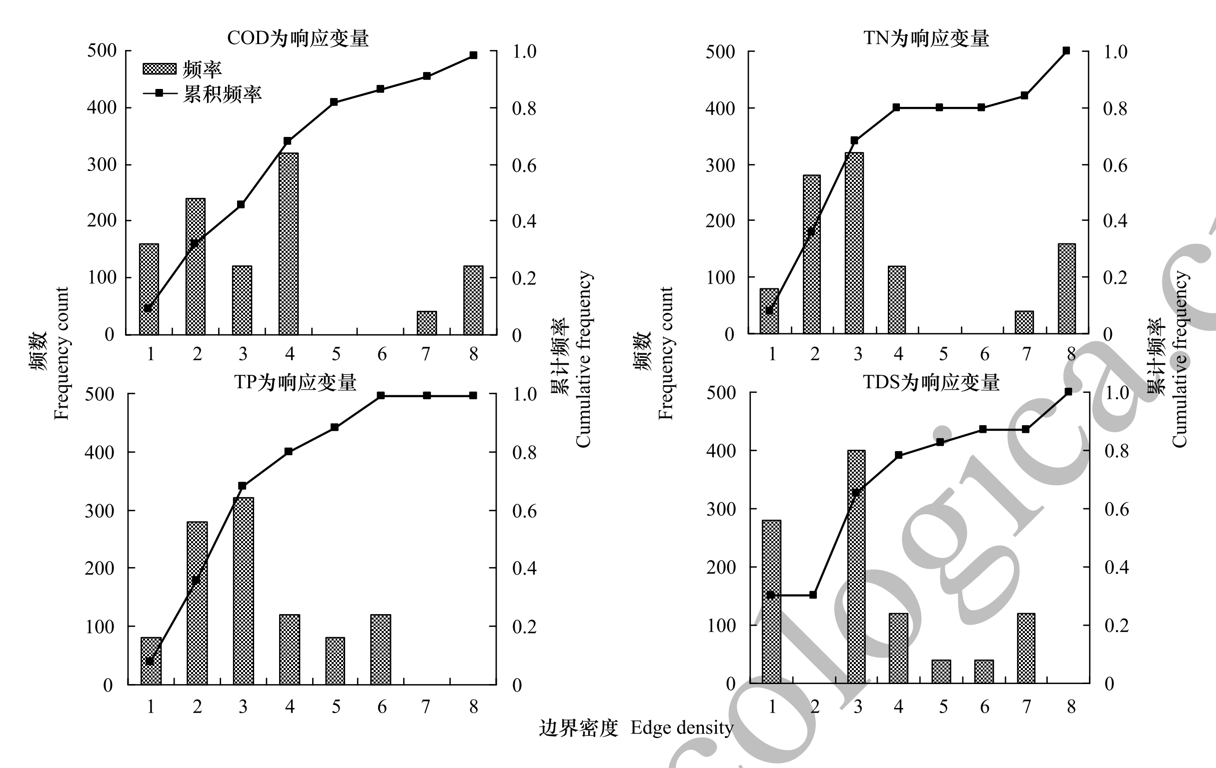


图 6 突变点频率直方图和的累积频率分布

Fig.6 Frequency histogram and cumulative distribution of the positions of change point

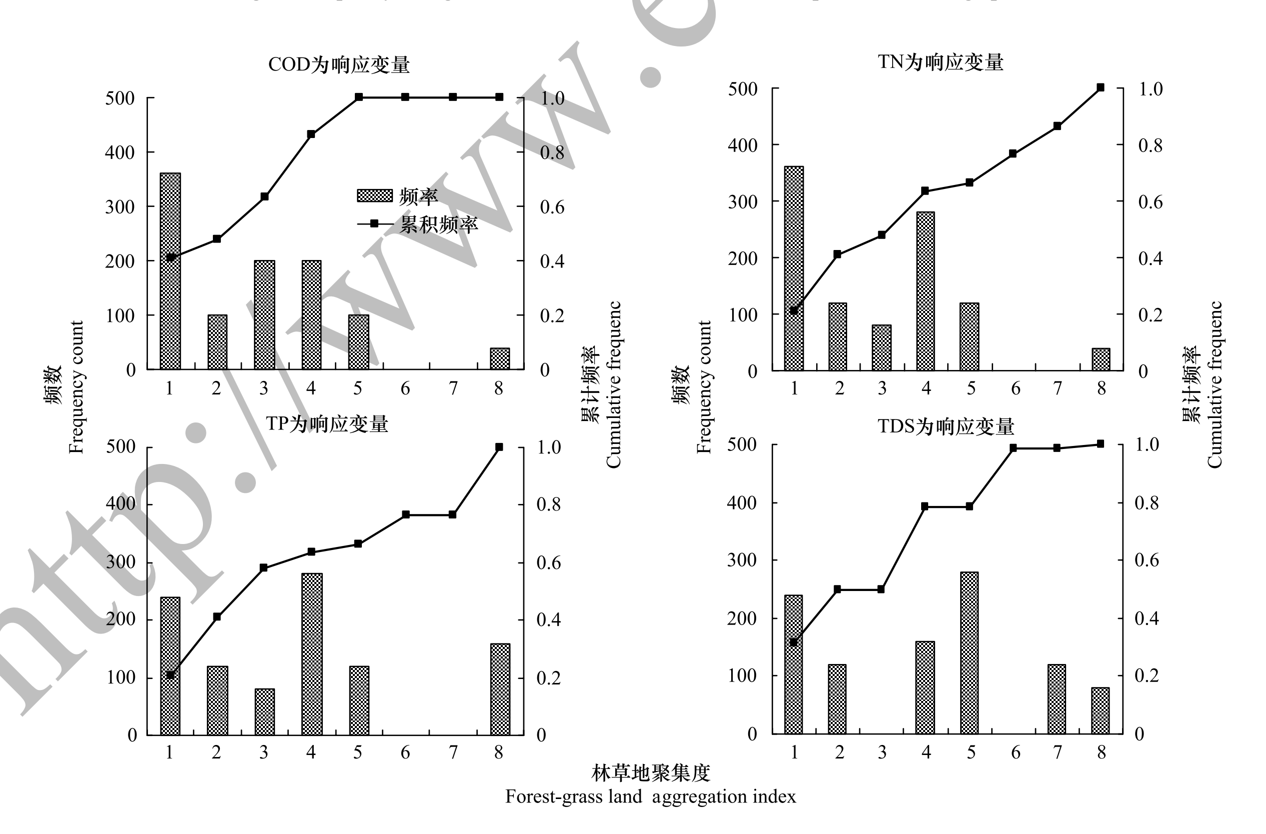


图 7 突变点频率直方图和的累积频率分布

Fig.7 Frequency histogram and cumulative distribution of the positions of change point

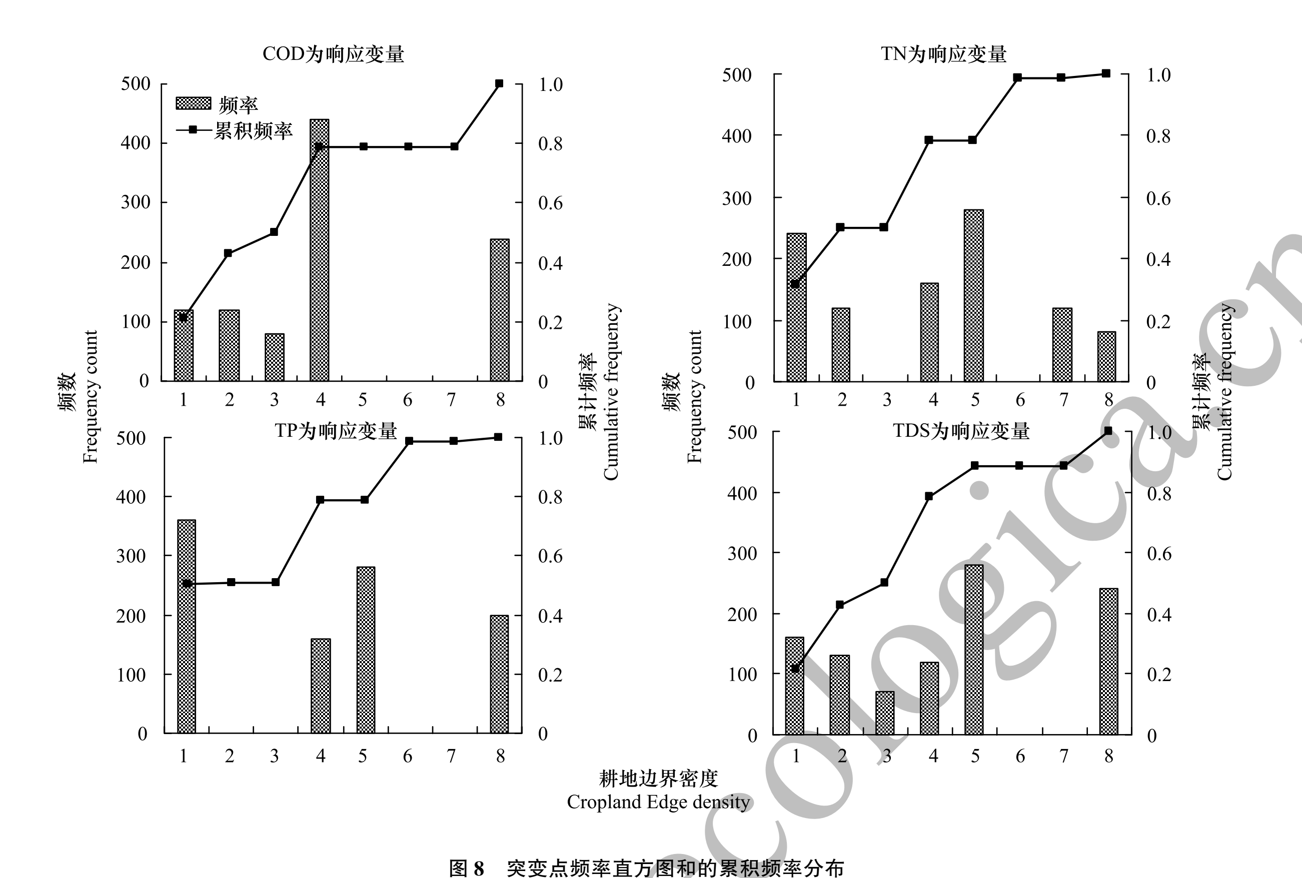


图 8　突变点频率直方图和的累积频率分布

Fig.8　Frequency histogram and cumulative distribution of the positions of change point

4　讨论

4.1　对水质影响最为显著的缓冲区尺度识别

区域景观格局是否对河流水质产生较大影响仍是有争议问题。例如,Johnson 等[30]发现,河流交错区的土地利用/覆被—景观格局对区域水质 TP 和 TDS 含量变化可以进行解释。Sliva 等[31]在加拿大河流的研究中发现,区域景观特征对水质的解释在 100m 缓冲区有更大的影响。而本研究的结果表明:在 4 km 宽度缓冲区中所有景观变量对水质空间分异的解释能力最强,第一轴解释比例分别达到 52.60%、51.60%、51.10%。典型特征值分别达 0.99、0.95、0.92。本研究为探索水质指标对景观格局的解释能力,在研究初期不仅对 1—5 km 缓冲区做了研究,还对 8km 和 10km 缓冲区进行了探索,结果发现大于 5 km 缓冲区区域景观格局和土地利用面积比例对水质指标变量不能进行解释。但是在 5 km 缓冲区内有一些没有被纳入分析的景观变量也可能对水质空间分异产生影响,土地利用强度的差异等因素也可能影响水质空间分异规律。因此水质指标与缓冲区景观格局在区域尺度景观指数更好的相关性。

4 km 缓冲区内土地利用结构于水质指标之间存在显著的相关性,在中亚干旱区土地利用结构相对比较单一,王娟[32]等研究证明,在艾比湖流域对河流水质具有较大影响的土地利用类型是耕地和盐渍地,而在本研究中,在 1—3 km 河流缓冲区内土地利用类型主要以其他土地利用类型为主,盐渍地和耕地所占面积比例较小,在 4 km 缓冲区内,盐渍地和耕地所占比重均较大,且研究区位于绿洲,地形比较平坦,河流冲刷所形成的河谷均位于 1—2 km,4 km 缓冲区受人类影响最为严重。因此河流水质与土地利用与水质关系较为显著。

4.2　景观数量组成与空间格局变量对区域水环境质量影响过程及原因

4.2.1　土地利用/覆被—景观格局对水质指标的影响分析

区域土地利用/覆被—景观格局反映了人类活动对区域的干扰程度,距离河道越近的景观斑块对河流水

质的影响远大于远离河道的景观斑块，但是整个流域往往能反映更为全面的信息，特别是当污染物与流域的水文条件密切相关的情况下。哪个尺度能更好地反映水质变化情况取决于景观数据的精度，河岸带能不能代表全流域的景观情况，流域的水文条件以及各种污染物的具体来源等因素。现实景观中，格局与过程是不可分割的客观存在，研究中有必要耦合格局与过程。

艾比湖区域耕地对区域水质指标的影响比其他土地利用类型对水质指标的影响显著，耕地的污染物输出稍高于其他用地，这与部分学者的研究结论[33-35]有所不同，主要原因是艾比湖区域内耕地面积所占比例较高，因为新疆艾比湖区域属于西北内陆，地广人稀，城市化水平不高，即使下垫面性质发生改变，其对污染物输出的影响也不是很大，这也可以说明生态系统类型对河流水质指标的影响与不同类型的数量有关，因此该区域内的农业污染物问题也显得尤为突出。同时艾比湖区域与其他研究区略有不同，因为艾比湖地处西北内陆区域，土地利用类型复杂，不仅沙漠化严重而且土地盐渍化已不可逆转，所以在本研究中盐渍地成为必须重点考虑的因素，在 2 km 缓冲区中，盐渍地对区域水质的变异解释量为 1.60%，说明盐渍地对水质的影响不可忽略，从水盐运移的角度来讲，艾比湖区域的秋季相对于干旱，盐下渗，所以盐渍地面积对水质的影响较小。每年五月是区域土壤返盐的季节，所以研究夏季景观与水质的关联关系必须重点考虑盐渍地对水质的影响。

4.2.2 景观格局对区域水质指标的影响分析

河流水质的恶化程度不仅取决于区域内土地利用类型及其重要性，更依赖于各种景观类型的空间分布格局及其配置。借助 GIS 和遥感技术，利用景观指数对研究区内的景观格局进行量化分析，景观格局可反映潜在的人类活动行为[36]。相关研究表明，某些景观指数能很好的解释水体中溶解物和沉积物的负荷量[37]，通过建立景观指数与河流水体污染物浓度指数的关联，利用景观指数解释水质指标变化，能对水质指标变化进行很好的预测。本研究中，边缘密度（ED）与水质 DO 有显著负相关，与其他水质指标有极显著的正相关性，斑块的边缘调控着斑块之间的相互作用。高的 ED 意味着更大强度的人类干扰，景观更加破碎，区域水质污染的风险也相应升高。

4.3 4 km 缓冲区中景观指数的突变值

区域景观指标的突变值是河流水质改善的分水岭。RDA 分析的结果表明的区域景观 ED 与水质变量是负相关的关系。区域景观水平的 ED 值越高，景观破碎度越高，意味着污染越严重（图 5）。因此，在艾比湖区域 4 km 缓冲区 90—105 m/hm^2值区间对水质的改善有一定意义。从耕地而言，艾比湖区域 4 km 缓冲区 ED 突变值为 90—110 m/hm^2，意味着耕地的 ED 取值为 90—110 m/hm^2，有利于区域水质的保护。另一方面，林草地的 AI 对区域水质污染物稀释和降解有一定的意义，4 km 的缓冲区内，林草地的 AI 突变值为 70%—90%，对水质的改善及河流管理考虑的重要景观因子。由于艾比湖区域河流沿线的主要土地利用类型为耕地，因此耕地的破碎度对区域水质的影响最大。因此，区域土地利用的合理规划对区域水质具有重大意义。

5 结论

本研究以艾比湖区域 25 个水质采样点为中心，建立 5 种尺度缓冲区，结合土地利用/覆被类型遥感解译结果以及水质指标数据，选用土地利用/覆被类型面积、景观指数（景观水平、类型水平），通过 RDA 方法和突变点方法分析得出如下结果：

（1）景观格局在不同宽度缓冲区内对河流水质指标具有不同的效应。4 km 缓冲区景观格局具有最大的水质指标空间分异解释能力。

（2）4 km 缓冲区中影响区域水质的主要环境变量为区域斑块密度、耕地斑块密度和森林聚集度。耕地为研究区内污染物产生和输出的主要土地利用类型。而耕地生态系统类型受人类活动影响较大，所以人类活动是引起河流水质变坏的关键因素。ED 与地表水 DO 的含量呈显著负相关，斑块边界密度越大，溶解氧含量越低，说明破碎化程度越高，地表水 DO 的含量越低，区域内斑块破碎度的增加能增加水质退化；区域斑块数量越多，河流水体污染物浓度越高；

(3)4 km 缓冲区内的变点分析显示了三个景观指数的突变值区间,区域景观的 ED 值在 100—110 m/hm^2,耕地的 ED 值在 90—105 m/hm^2,林草地的 AI 值在 70%—90%,区域土地利用/覆被-景观格局的组合有利于区域水质的优化。因此,对河流水质改善应重点强调 4 km 宽度缓冲区范围,该研究对区域景观格局的合理配置以及土地利用的科学规划具有重要意义。

参考文献(References):

[1] 谢花林. 基于景观结构的土地利用生态风险空间特征分析——以江西兴国县为例. 中国环境科学, 2011, 31(4): 688-695.
[2] 岳德鹏, 王计平, 刘永兵, 李海龙, 黄月艳. 京郊西北地区农地利用与景观格局时空特征. 农业工程学报, 2008, 24(6): 89-95.
[3] Lambin E F, Turner B L, Geist H J, Agbola S B, Angelsen A, Bruce J W, Coomes O T, Dirzo R, Fischer G, Folke C, George P S, Homewood K, Imbernon J, Leemans R, Li X B, Moran E F, Mortimore M, Ramakrishnan P S, Richards J F, Skånes H, Steffen W, Stone G D, Svedin U, Veldkamp T A, Vogel C, Xu J C. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. Global Environment Change, 2001, 11(4): 261-269.
[4] Nalej M. Agricultural land cover changes in metropolitan areas of Poland for the period 1990-2012. Miscellanea Geographica, 2016, 20(2): 39-45.
[5] Baker A. Land use and water quality. Hydrological Processes, 2003, 17(12): 2499-2501.
[6] Li S Y, Gu S, Tan X, Zhang Q F. Water quality in the upper Han River basin, China: the impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. Journal of Hazardous Materials, 2009, 165(1/3): 317-324.
[7] 吉冬青, 文雅, 魏建兵, 吴志峰, 刘庆, 程炯. 流溪河流域景观空间特征与河流水质的关联分析. 生态学报, 2015, 35(2): 246-253.
[8] 张殷俊, 陈爽, 彭立华. 平原河网地区水质与土地利用格局关系——以江苏吴江为例. 资源科学, 2009, 31(12): 2150-2156.
[9] 巩杰, 谢余初, 赵彩霞, 高彦净. 甘肃白龙江流域景观生态风险评价及其时空分异. 中国环境科学, 2014, 34(8): 2153-2160.
[10] Uriarte M, Yackulic C B, Lim Y, Arce-Nazario J A. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. Landscape Ecology, 2011, 26(8): 1151-1164.
[11] Gergel S E, Turner M G, Miller J R, Melack J M, Stanley E H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. Aquatic Sciences, 2002, 64(2): 118-128.
[12] 赵鹏, 夏北成, 秦建桥, 赵华荣. 流域景观格局与河流水质的多变量相关分析. 生态学报, 2012, 32(8): 2331-2341.
[13] 张大伟, 李杨帆, 孙翔, 张方山, 朱红兴, 刘毅, 张英, 庄敏, 朱晓东. 入太湖河流武进港的区域景观格局与河流水质相关性分析. 环境科学, 2010, 31(8): 1775-1783.
[14] 孙金华, 曹晓峰, 黄艺. 滇池流域土地利用对入湖河流水质的影响. 中国环境科学, 2011, 31(12): 2052-2057.
[15] Bu H W, Meng W, Zhang Y, Wan J. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. Ecological Indicators, 2014, 41: 187-197.
[16] 李明涛, 王晓燕, 刘文竹. 潮河流域景观格局与非点源污染负荷关系研究. 环境科学学报, 2013, 33(8): 2296-2306.
[17] 韩黎阳, 黄志霖, 肖文发, 田耀武, 曾立雄, 吴东. 三峡库区兰陵溪小流域土地利用及景观格局对氮磷输出的影响. 环境科学, 2014, 35(3): 1091-1097.
[18] Shen Z Y, Hou X S, Li W, Aini G. Relating landscape characteristics to non-point source pollution in a typical urbanized watershed in the municipality of Beijing. Landscape and Urban Planning, 2014, 123: 96-107.
[19] Beckert K A, Fisher T R, O'Neil J M, Jesien R V. Characterization and comparison of stream nutrients, land use, and loading patterns in Maryland coastal bay watersheds. Water, Air, & Soil Pollution, 2011, 221(1/4): 255-273.
[20] 邓怀敏, 吉力力·阿不都外力, 马龙. 艾比湖流域景观结构及其与环境因子关系分析. 干旱区资源与环境, 2014, 28(10): 123-127.
[21] 张艳. 基于3S技术的艾比湖流域农业非点源污染对水环境的影响研究[D]. 乌鲁木齐: 新疆大学, 2010.
[22] 李艳红, 姜黎, 佟林. 新疆艾比湖流域生态环境空间分异特征研究. 干旱区资源与环境, 2007, 21(11): 59-62.
[23] 周梅, 张飞, 塔西甫拉提·特依拜, 高宇潇, 阿不都拉·阿不力孜, 李瑞. 艾比湖流域水化学指标平面分布特征. 环境化学, 2015, 34(9): 1694-1702.
[24] 黄静. 水样的采集和保存. 西部探矿工程, 2006, 18(2): 256-257.
[25] 魏复盛, 国家环境保护总局,《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第四版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 248-370.
[26] 徐延达, 傅伯杰, 吕一河. 基于模型的景观格局与生态过程研究. 生态学报, 2010, 30(1): 212-220.
[27] Kearns F R, Kelly N M, Carter J L, Resh V H. A method for the use of landscape metrics in freshwater research and management. Landscape Ecology, 2005, 20(1): 113-125.
[28] Lepš J, Šmilauer P. Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO. Cambridge: Cambridge University Press, 2003.

[29] Shen Z Y, Hou X S, Li W, Aini G, Chen L, Gong Y W. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: a case study in a typical urbanised watershed in China. Ecological Indicators, 2015, 48: 417-427.

[30] Johnson L, Richards C, Host G, Arthur J. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. Freshwater Biology, 1997, 37(1): 193-208.

[31] Sliva L. Williams D D. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. Water Research, 2001, 35(14): 3462-3472.

[32] 王娟,张飞, 张月, 任岩,于海洋. 艾比湖区域水质空间分布特征及其与土地利用/覆被类型的关系. 生态学报, 2016, 36(24):7971-7980.

[33] 杨胜天, 王雪蕾, 刘昌明, 盛浩然, 李茜. 岸边带生态系统研究进展. 环境科学学报, 2007, 27(6): 894-905.

[34] Dai X, Zhou Y, Ma W, et al. Influence of spatial variation in land-use patterns and topography on water quality of the rivers inflowing to Fuxian Lake, a large deep lake in the plateau of southwestern China. Ecological Engineering, 2017, 99:417-428.

[35] Basnyat P, Teeter L D, Flynn K M, Lockaby B G. Relationships between landscape characteristics and nonpoint source pollution inputs to coastal estuaries. Environmental Management, 1999, 23(4): 539-549.

[36] 王明浩, 王文杰, 冯宇, 吴棣, 吴坤. 湖南水府庙水库流域景观格局与水质特征关系分析. 环境工程技术学报, 2015, 5(4): 333-340.

[37] 刘文竹, 王晓燕, 欧洋. 密云水库小流域不同尺度景观格局与水质的相关性分析. 首都师范大学学报: 自然科学版, 2013, 34(6): 70-75.